



IMPUESTO AL CO₂ EN EL SECTOR ELÉCTRICO CHILENO: EFECTIVIDAD Y EFECTOS MACROECONÓMICOS

Cristian Mardones P.*

Tamara Muñoz Z.*

I. INTRODUCCIÓN

La creciente preocupación por el cambio climático ha contribuido a que diversos países estén adoptando medidas para disminuir sus emisiones de dióxido de carbono (CO₂), y también otros gases de efecto invernadero (GEI) que pueden expresarse como CO₂ equivalente (CO₂eq). Por ejemplo, el sector energía produce directamente CO₂ por combustión, mientras la agricultura produce otros gases de efecto invernadero como el metano y el óxido nitroso¹.

Una de las políticas implementadas ha sido la aplicación de impuestos ambientales, los cuales proporcionan incentivos a los agentes económicos para reducir sus emisiones contaminantes. En el mundo se ha aplicado un impuesto al CO₂ (o CO₂eq) en aproximadamente una veintena de países. Los impuestos más altos son aplicados en Suecia (130 USD/tonelada (ton)), Finlandia (varía entre 64 USD/ton y 48 USD/ton) y Suiza (62 USD/ton), mientras los impuestos más bajos son los de Estonia (2 USD/ton), Japón (2 USD/ton), México (varía entre 3 y menos de 1 USD/ton) y Polonia (menor a 1 USD/ton) (Fuente: Banco Mundial, 2015).

Además de los impuestos, otra opción para reducir emisiones es permitir la compensación internacional a través de un mecanismo de mercado de bonos de carbono (CER). En este caso, debido al bajo valor en el que se han estado transando los CER en los últimos años, las fuentes reguladas podrían preferir comprar reducción de emisiones en el extranjero y no pagar el impuesto, afectando la recaudación fiscal. También se ha destacado la importancia de que la sociedad prefiera el uso de fuentes de energía renovables o de bajas emisiones de carbono. Sin embargo, Galetovic y Muñoz (2013) demuestran que en Chile la generación termoeléctrica a carbón es más competitiva que la generación eólica incluso si se internalizan las externalidades ambientales.

Cualquiera de las opciones de reducción antes mencionadas involucra costos, lo cual ha generado un debate sobre quién debe pagarlos, tanto desde una perspectiva a nivel de país (considerando que Chile solo aporta un 0,24% de las

* Departamento de Ingeniería Industrial, Universidad de Concepción, Chile. Emails: crismardones@udec.cl; tmunoz@udec.cl

¹ De acuerdo con Muñoz y Mardones (2016) el sector agrícola y ganadero representa un 40,6% de las emisiones de CO₂eq en Chile.

emisiones mundiales), como desde una perspectiva intertemporal debido a la incertidumbre del daño futuro. A este respecto, Tol (2011) realiza una revisión de 61 estudios con más de 300 estimaciones del costo social del CO₂, encontrando un promedio del daño marginal de 48 USD/ton con una desviación estándar de 65 USD/ton, y además, señala que un impuesto en el rango entre 50 USD/ton y 100 USD/ton llevaría a una generación de electricidad libre de CO₂. Para el caso de Chile, un estudio del Boston Consulting Group encargado por la Asociación de Empresas Generadoras de Electricidad de Chile en 2013 estimó que el costo de implementar las medidas necesarias de abatimiento para cumplir con los compromisos internacionales del país varía entre 28 USD/ton y 52 USD/ton².

La presente investigación tiene por objeto evaluar cómo afectaría la aplicación de un impuesto al CO₂ a la estructura de precios y emisiones desde una perspectiva intersectorial, considerando que en Chile el año 2014 se aprobó un proyecto de reforma tributaria que incorpora impuestos ambientales y que entrará en vigencia el año 2017. En particular, la reforma establece un impuesto de 5 USD/ton para fuentes como calderas o turbinas con una potencia térmica mayor o igual a 50 MWt (megavatios térmicos), es decir, el impuesto aplicaría principalmente a las generadoras térmicas del sector eléctrico. Además, en el año 2015 Chile se comprometió en el Acuerdo Climático de la Conferencia de las Partes (COP21) a reducir sus emisiones de gases de efecto invernadero en 30% al año 2030, por lo cual este impuesto puede ser el primer paso en la búsqueda de instrumentos económicos que permitan alcanzar el compromiso suscrito.

La metodología propuesta usa la extensión ambiental del modelo insumo-producto para calcular las intensidades de CO₂ en cada sector económico, la cual posteriormente se utiliza para calcular el efecto de un impuesto al CO₂ sobre los precios sectoriales a través del modelo de precios de Leontief. Este tipo de enfoque insumo-producto es atractivo porque revela los canales a través de los cuales la carga ambiental se transmite a través del sistema productivo (Llop y Tol, 2013).

La extensión ambiental del modelo insumo-producto requiere como datos de entrada una matriz insumo-producto y emisiones contaminantes con el mismo nivel de desagregación sectorial. A partir de este enfoque, Limmeechokchai y Suksuntornsiri (2007) calculan las emisiones directas e indirectas asociadas a los consumos energéticos finales en Tailandia. Sus resultados muestran que aunque el sector eléctrico es el más intensivo en flujo de energía, no es el mayor emisor total de GEI. Cruz y Barata (2008) concluyen que la gran mayoría de las actividades económicas en Portugal son responsables de la emisión de CO₂ mucho más de forma indirecta que directa. Guerra y Sancho (2010) demuestran que el sector de generación eléctrica cumple el rol más importante dentro de las cadenas de producción de energía, lo que permite clasificarlo como un sector clave para las políticas de eficiencia energética.

² [http://generadoras.cl/wp-content/uploads/Estudio-emisiones-CO₂-en-Chile.pdf](http://generadoras.cl/wp-content/uploads/Estudio-emisiones-CO2-en-Chile.pdf)



Por otra parte, el modelo de precios de Leontief ha sido utilizado por diversos autores para evaluar los efectos de un impuesto al CO₂. Symons et al. (1994) determinan que en el Reino Unido este tipo de impuesto debería elevar directamente el precio de los combustibles fósiles y el índice de precios al consumidor (IPC) y, también, el precio de los bienes manufacturados. Cornwell y Creedy (1996) lo utilizan para encontrar la magnitud del impuesto requerido en Australia para reducir las emisiones en un 20%, y además realizan un análisis de sus implicancias distributivas. Labandeira y Labeaga (1999) señalan que en España existiría una reacción limitada al impuesto en el corto plazo, dificultando su éxito ambiental. Posteriormente, Labandeira y Labeaga (2002) generan estimaciones más desagregadas de las emisiones de CO₂ relacionadas con el sector energético español, concluyendo que los impuestos ambientales son un instrumento factible y eficiente en términos tanto ambientales como económicos. Llop y Pié (2008) analizan los efectos de un impuesto sobre la energía, una mejora en la eficiencia energética y una combinación de ambas medidas para Cataluña. Destacan que la combinación de medidas es la mejor opción, porque evita generar impacto en los precios, reduce el consumo energético y mejora el ingreso real. Gemechu et al. (2014) analizan los efectos económicos y ambientales de un impuesto al CO₂ en España; tal como los estudios anteriores, muestran que las altas tasas de impuestos ambientales serían pagadas por los sectores económicos más contaminantes, incrementando los costos de producción y elevando ligeramente el IPC.

Para aplicar la metodología antes mencionada, el presente trabajo utiliza datos de la matriz insumo-producto chilena del año 2010, lo cual permite simular la efectividad y el impacto económico de corto plazo que tendría la aplicación de diversas tasas impositivas a las emisiones de CO₂ en el sector eléctrico. Los principales resultados muestran que bajo la política actualmente propuesta de un impuesto de 5 USD/ton de CO₂ las emisiones se reducirían en solo un 1,3%, muy lejos de las metas propuestas para el año 2030. Se requerirían impuestos mucho más altos para alcanzar la meta, pero generarían impactos significativos en los precios de producción, en el IPC, en la actividad sectorial y en el gasto en consumo.

Para obtener estos resultados, la extensión ambiental del modelo insumo-producto asume una tecnología de producción lineal tipo Leontief e invarianza de precios relativos; no considera funciones de comportamiento optimizadoras para los agentes económicos, ni permite una dinámica de ajuste temporal. En el caso particular del modelo de precios de Leontief, además se supone que los sectores productivos deciden variar sus precios en función de sus costos y no de las elasticidades de demanda.

Cabe señalar que existen otras alternativas metodológicas más sofisticadas para evaluar el efecto de un impuesto al CO₂ a nivel mundial o a nivel país. Una de ellas son los modelos de crecimiento económico global y cambio climático que fueron introducidos de forma estilizada por Nordhaus (1991). Posteriormente, Nordhaus y Boyer (1999) evaluaron el Protocolo de Kyoto con un modelo dinámico

que incorporaba una desagregación por regiones geográficas del mundo³. Por otra parte, para la evaluación de impuestos verdes bajo un enfoque intersectorial se han utilizado modelos de equilibrio general computable (CGE), los cuales requieren para su calibración una matriz de contabilidad social extendida ambientalmente (ESAM). Esta matriz incluye información más completa que la matriz insumo-producto, porque recrea el flujo circular de la renta en un país⁴. Los modelos CGE se caracterizan por modelar explícitamente el comportamiento de los agentes económicos e incluir un mecanismo de ajuste endógeno vía precios. A diferencia de los modelos estilizados, los modelos CGE permiten simular impuestos al CO₂ con un alto grado de desagregación intersectorial (la misma que aporta la ESAM) bajo una perspectiva estática o dinámica. Por ejemplo, Solaymani et al. (2015) utilizan un modelo CGE estático con el cual demuestran que en Malasia un impuesto al CO₂ es más efectivo para reducir emisiones que un impuesto a la energía. Por otra parte, Liu y Lu (2015), con un modelo CGE dinámico recursivo demuestran que la reducción del impuesto a la producción y al consumo ayuda a reducir los costos de introducir un impuesto al CO₂ en China, permitiendo a la vez la reestructuración sectorial de la economía y la reducción de emisiones en el largo plazo.

Se puede mencionar también a Allan et al. (2014), quienes usan un modelo CGE dinámico de optimización intertemporal con alta desagregación energética para estudiar los impactos económicos y ambientales de la implementación de un impuesto al carbono en Escocia. Con esta modelación determinan que un impuesto de 50 libras/ton de CO₂ permitiría alcanzar el objetivo de reducción de emisiones en ese país. Finalmente, también se puede mencionar que los modelos de equilibrio general dinámico estocásticos (DSGE), que típicamente son usados para evaluar políticas macroeconómicas, han sido ampliados por Golosov et al. (2014) para modelar el mundo como una región habitada por una dinastía de un consumidor representativo e incorporar externalidades ambientales a partir del uso de energía de fuentes fósiles, lo cual les permite calcular la senda de impuestos óptimos para el CO₂. Un modelo DSGE representa una descripción estilizada de la economía con sólidos fundamentos microeconómicos (agentes representativos que optimizan a través del tiempo), pero los autores asumen un sector energético muy simplificado que emite CO₂, a diferencia de un modelo CGE cuyos fundamentos microeconómicos son más débiles (específicamente en la optimización intertemporal) pero son capaces de representar un sector energético con una función de producción más compleja que permite la sustitución entre distintos insumos energéticos con emisiones de CO₂ de diferente intensidad. Para el caso de Chile, Espinoza y Fornero (2014) construyen un modelo DSGE para representar una economía pequeña y abierta y estimar un impuesto óptimo, cuyos resultados muestran que este impuesto sería equivalente a la quinta parte del obtenido por Golosov et al. (2014). Según los autores, esta diferencia se puede explicar parcialmente porque esta pequeña economía abierta representa una fracción de las emisiones a nivel mundial.

³ Nordhaus (2007) presenta una completa descripción de este tipo de modelos.

⁴ Gallardo y Mardones (2013) construyeron una ESAM para el caso de Chile que incorpora múltiples contaminantes incluyendo el CO₂.



II. METODOLOGÍA

A continuación se describen los diversos elementos para evaluar el impacto de un impuesto ambiental sobre el sector eléctrico en un contexto intersectorial. Se describen las matrices insumo-producto, el modelo insumo-producto, la extensión ambiental del modelo insumo-producto y, finalmente, el modelo de precios de Leontief en el contexto de un impuesto a las emisiones de CO₂.

1. Modelo insumo-producto

Las matrices de insumo-producto (MIP) proporcionan un análisis detallado del proceso de producción, la utilización de los bienes y servicios que se producen en el país o que se importan del resto del mundo, y el ingreso generado en dicha producción por las diversas actividades económicas.

Una MIP se puede utilizar para desarrollar un modelo intersectorial asumiendo una función de producción del tipo Leontief. Esta función de producción no permite la sustitución de insumos y supone que a_{ij} , el denominado coeficiente técnico, registra la necesidad de insumo de cada sector para producir una unidad de producto de dicho sector. Con este supuesto, la representación en forma matricial de toda la estructura de producción con un modelo insumo-producto de Leontief es bastante sencilla. Además, la solución del modelo permite identificar los efectos directos e indirectos que generaría el aumento en la demanda final de cualquier sector económico⁵.

$$x = (I - A)^{-1} \cdot y \quad (1)$$

donde x es el vector de producción sectorial, I es la matriz de identidad, A es la matriz de coeficientes técnicos, e y es el vector de demanda final sectorial.

2. Extensión ambiental del modelo insumo-producto

La extensión ambiental del modelo insumo-producto se obtiene al estimar e incorporar las emisiones contaminantes asociadas a la producción sectorial. En general, las emisiones directas de la mayoría de los sectores provienen fundamentalmente del uso de combustibles fósiles. Sin embargo, también existen emisiones indirectas a través de la utilización de insumos de otros sectores productivos que también requieren energía.

Entonces, las emisiones totales de CO₂ generadas para la producción de un sector económico se componen de las emisiones directas de ese sector, más las emisiones indirectas del sector debidas a la producción de bienes y servicios realizada por otros, pero requeridas por este sector.

⁵ Para una derivación detallada, véase el Apéndice.

Suponiendo que las emisiones directas de cada sector son proporcionales a su producción total, se puede obtener el vector de intensidades de emisión directas g , en los que cada elemento g_i representa la cantidad de emisiones directas de CO₂ liberadas para producir una unidad del sector i , y además se puede obtener el vector de intensidades de emisión m , en los que cada elemento m_i representa la cantidad de emisiones directas e indirectas de CO₂ liberadas a través del encadenamiento productivo para producir una unidad del sector i .

$$m' = g' \cdot (I - A)^{-1} \quad (2)$$

Así, se puede obtener un impuesto ambiental a la producción, ε , al multiplicar la intensidad de las emisiones de cada sector por un (φ) precio del contaminante, expresado en USD/ton de CO₂.

$$\varepsilon = \varphi \cdot g' \cdot (I - A)^{-1} \quad (3)$$

3. Extensión ambiental del modelo de precios de Leontief

A continuación se deriva el modelo de precios de Leontief. Sean p_i , los precios unitarios del producto del sector i , entonces el costo (en términos de insumos) de una unidad de producto del sector j es: $\sum_{i=1}^n p_i \alpha_{ij}$. Mientras, el valor agregado por unidad de producto j , es la diferencia entre el precio del producto y esta última cantidad (Schuschny, 2005):

$$v_j = \frac{VAB_j}{X_j} = p_j - \sum_{i=1}^n p_i \cdot \alpha_{ij} \quad (4)$$

entonces, en representación matricial: $v = p - (p' \cdot A) \in \mathbb{R}^{n \times 1}$, luego:

$$p = A' p + v \quad (5)$$

Resolviendo se tiene: $p = (I - A')^{-1} \cdot v$ y considerando que: $I - A' = (I - A)$ y $(A')^{(-1)} = (A^{(-1)})'$:

$$p = \left[(I - A)^{-1} \right]' \cdot v \in \mathbb{R}^{n \times 1} \quad (6)$$

Para realizar la extensión ambiental a este modelo de precios de Leontief se sigue a Gemechu et al. (2014), quienes desagregan esta expresión en los diferentes componentes de la estructura de precios de cada sector, incorporando los impuestos *ad-valorem* y los impuestos ambientales. Así, la introducción de una tasa de impuesto ambiental (ε_j) en la estructura de precios del sector j se evalúa mediante la siguiente ecuación:

$$p_j^\varepsilon = (1 + \tau_j) \cdot (1 + \varepsilon_j) \left[\sum_{i=1}^n p_i \cdot \alpha_{ij} + (1 + s_j) \cdot w \cdot l_j + r \cdot k_j + (1 + t_j^m) \cdot p_j^m \cdot m_j \right] \quad (7)$$

donde τ_j es el impuesto *ad-valorem* sobre la producción, α_{ij} son los coeficientes técnicos de insumo-producto, s_j es la tasa de impuesto de la seguridad social pagada por el sector j , w es el precio del trabajo (salario), l_j es el coeficiente de



la mano de obra, r es el precio del capital, k_j es el coeficiente del capital, t_j^m es la tasa *ad-valorem* del arancel a las importaciones en el sector j , p_j^m es el precio de las importaciones y m_j es el coeficiente de importaciones.

La ecuación expresada en forma matricial se puede formular de la siguiente manera:

$$(I - A^*) \cdot p^e = v \quad (8)$$

La matriz A^* es la transpuesta de la matriz de coeficientes técnicos que, debido a la existencia de los impuestos sobre la producción, presenta la siguiente estructura:

$$A^* = \begin{bmatrix} \frac{\tau_1 + \tau_1 \cdot \varepsilon_1 + \varepsilon_1}{(1 + \tau_1) \cdot (1 + \varepsilon_1)} + a_{11} & a_{21} & \dots & a_{n1} \\ a_{12} & \frac{\tau_2 + \tau_2 \cdot \varepsilon_2 + \varepsilon_2}{(1 + \tau_2) \cdot (1 + \varepsilon_2)} + a_{22} & \dots & a_{n2} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ a_{1n} & a_{2n} & \dots & \frac{\tau_n + \tau_n \cdot \varepsilon_n + \varepsilon_n}{(1 + \tau_n) \cdot (1 + \varepsilon_n)} + a_{nn} \end{bmatrix} \quad (9)$$

Así, los precios sectoriales quedan expresados en términos matriciales como:

$$p^e = \left[(I - A^*) \right]^{-1} \cdot v \quad (10)$$

A partir de este modelo de precios, es posible evaluar el efecto de un impuesto ambiental sobre diversos indicadores económicos como los descritos a continuación.

El índice de precios del consumidor *IPC* que pondera los precios de una canasta de bienes consumidos por los hogares:

$$IPC = \sum_{j=1}^n p_j \cdot \alpha_j \quad (11)$$

En este caso, *IPC* e *IPC^e* son los índices de precios del consumo antes y después de la introducción del impuesto.

El incremento de los precios también lleva a un incremento del gasto en consumo, el cual se evalúa mediante la siguiente expresión:

$$\Delta W = W - W^e = \sum_{j=1}^n p_j \cdot C_j - \sum_{j=1}^n p_j^e \cdot C_j \quad (12)$$

donde p_j y p_j^e son los precios antes y después de la introducción del impuesto medioambiental, respectivamente, y c_j es el consumo de bienes de sector j en los hogares.

Los cambios en los precios sectoriales inducidos por los impuestos también se reflejan en la producción total. Estos efectos pueden ser evaluados bajo el supuesto de que los valores monetarios de la producción sectorial, antes y después de la introducción del impuesto, se mantienen constantes en los niveles originales⁶. Por lo tanto, la nueva producción sectorial del sector j una vez introducido el impuesto ambiental (X_j^e) se puede calcular como:

$$X_j^e = \frac{p_j \cdot X_j}{p_j^e} \quad (13)$$

Siguiendo este razonamiento, las nuevas emisiones totales de CO₂ están dadas por:

$$E_j^e = e \cdot X_j^e \quad (14)$$

Por último, la recaudación fiscal del impuesto (R), es evaluada por la siguiente expresión:

$$R = \sum_{j=1}^n \epsilon_j \cdot p_j^e \cdot X_j^e \quad (15)$$

4. Datos económicos y ambientales

Se utiliza en esta investigación la matriz de insumo-producto 2010 (MIP 2010) de la economía chilena (fuente: Banco Central de Chile). El año base estuvo determinado por la disponibilidad más reciente al momento de desarrollarse el estudio, notando que en general las MIP son desarrolladas con bastante desfase temporal debido a los altos requerimientos de información de consumo intersectorial⁷.

Esta matriz tiene un nivel de desagregación de 111 actividades económicas, las cuales fueron agrupadas en 34 sectores para hacer más manejable la presentación de los resultados. Los sectores utilizados son: Agropecuario, Silvícola, Acuicultura, Pesca, Carbón, Petróleo y gas, Cobre, Resto de la

⁶ Este supuesto implica que la elasticidad precio de la demanda es igual a -1, el cual permite obtener el cambio en la cantidad transada en cada uno de los 34 sectores económicos analizados. Cabe destacar que bajo este supuesto existiría una sobreestimación del cambio en la producción en aquellos sectores con demanda inelástica y una sub-representación en los sectores con demanda elástica, aunque si se dispusiera de las elasticidades precio de la demanda para cada uno de estos sectores el supuesto podría levantarse fácilmente. Además, este valor es coincidente con la elasticidad del gasto en el sistema de demanda LES (linear expenditure system) estimado por Nganou (2004) y que ha sido usado en la literatura para calibrar modelos CGE.

⁷ En Chile se han elaborado MIP para los años 1986, 1996, 2003 y 2008. El año 2015 el Banco Central dejó disponible on-line las MIP del año 2009 y 2010 (las cuales posteriormente fueron descolgadas de su sitio web). Esta última matriz fue la utilizada en el presente estudio.



minería, Industria alimentaria, Textil y cuero, Maderas, Celulosa, Combustible, Industria química, Minería no metálica, Industria de metales básicos, Industria metalmeccánica, Muebles, Otras industrias, Eléctrico, Agua, Construcción, Comercio y hoteles, Transporte de pasajeros, Transporte, Telecomunicaciones, Servicios financieros, Servicios, Administración pública, Educación pública, Educación privada, Salud pública, Salud privada, Otros servicios.

El año base utilizado para este estudio debe ser considerado como una referencia para evaluar las simulaciones, pero no necesariamente representativo de la situación actual o futura, ya que esta depende de diversas variables, como por ejemplo los precios relativos de las distintas fuentes energéticas, las precipitaciones anuales, la demanda de energía y las políticas energéticas del país que están fomentando la incorporación de fuentes de energía renovables no convencionales. En este sentido, se puede mencionar que, de acuerdo a las estadísticas oficiales del INE, la generación térmica (carbón y ciclo combinado) representó en el año 2010 el 65,8% de la generación eléctrica total en el país, mientras la hidráulica alcanzó el 33,8% y la eólica el 0,4%. No obstante, la presencia de las energías renovables no convencionales está aumentando su participación, ya que según los datos más recientes de la Asociación de Empresas Generadoras de Electricidad de Chile durante el año 2014 la generación termoeléctrica representó un 62,9%, la hidroeléctrica un 31,9%, la eólica un 3,7% y la solar un 1,4%.

De acuerdo a los objetivos del estudio, el único contaminante incluido en el análisis es el CO₂, por lo cual las emisiones de CO₂ para los 34 sectores económicos se estimaron a partir de datos de uso de combustibles extraídos de diversas fuentes de información.

Las emisiones de CO₂ de los sectores Administración pública, Carbón, Celulosa, Cobre, Comercio y hoteles, Eléctrico, Industria de metales básicos, Industria química, Minería no metálica, Pesca, Petróleo y gas, Resto de la minería, Transporte y Transporte de pasajeros se obtuvieron del Balance Nacional Energético (BNE) 2010, que resume la información relativa a producción, importación, exportación, transformación y consumo de energía. Las emisiones de CO₂ del sector Resto de la minería se obtuvo agregando los consumos de combustible de los sectores Salitre, Hierro y Minas varias. Además, el BNE reporta las emisiones agregadas de Transporte (Transporte y Transporte de pasajeros), por lo que se desagregaron estas emisiones en base al consumo intermedio de combustible del sector Transporte y del sector Transporte de pasajeros reportados en la MIP 2010.

Otra fuente utilizada para la estimación de emisiones fue el uso de combustibles reportado en la Encuesta Nacional Industrial Anual (ENIA) 2010. Las declaraciones de uso de combustible fueron chequeadas y corregidas en el caso de datos atípicos reportados por algunas empresas, para ello se verificaron las cantidades y unidades de medida de los combustibles a partir del promedio sectorial. Así fueron obtenidas, las emisiones de CO₂ del sector Textil y cuero, Industria metalmeccánica, Industria alimentaria e Industria de la madera.

Para los sectores Agropecuario y Silvícola, los datos de emisión de CO₂ se estimaron a partir del uso de combustible, y también del informe “Complementos y Actualización del Inventario de Gases de Efecto Invernadero (GEI) para Chile en los sectores de Agropecuario, Uso del suelo, Cambio de uso del suelo y silvicultura, y Residuos antrópicos” elaborado por el Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA) del Ministerio de Agricultura, junto a la Comisión Nacional del Medio Ambiente.

Cuadro 1

Estimación de los datos de emisión de CO₂

| Sector | Fuente | Emisiones de CO ₂ (ton) |
|------------------------------|--------------------------------|------------------------------------|
| Agropecuario | Gasto en combustible, MIP 2010 | 216.891 |
| Silvícola | Gasto en combustible, MIP 2010 | 18.919 |
| Acuicultura | Gasto en combustible, MIP 2010 | 10.194 |
| Pesca | BNE | 875.035 |
| Carbón | Gasto en combustible, MIP 2010 | 1.889 |
| Petróleo y gas | BNE | 467.332 |
| Cobre | BNE | 4.710.573 |
| Resto de la minería | BNE | 3.204.414 |
| Industria alimentaria | ENIA | 2.212.912 |
| Textil y cuero | ENIA | 52.272 |
| Maderas | ENIA | 72.888 |
| Celulosa | BNE | 541.381 |
| Combustible | Gasto en combustible, MIP 2010 | 170.320 |
| Industria química | BNE | 469.144 |
| Minería no metálica | BNE | 990.137 |
| Industria de metales básicos | BNE | 474.148 |
| Industria metal mecánica | ENIA | 223.771 |
| Muebles | ENIA | 10.302 |
| Otras industrias | ENIA | 74.557 |
| Eléctrico | BNE | 30.234.093 |
| Agua | Gasto en combustible, MIP 2010 | 10.186 |
| Construcción | Gasto en combustible, MIP 2010 | 875.035 |
| Comercio y hoteles | BNE | 1.611.724 |
| Transporte de pasajeros | BNE | 8.974.697 |
| Transporte | BNE | 15.184.834 |
| Telecomunicaciones | Gasto en combustible, MIP 2010 | 115 |
| Servicios financieros | Gasto en combustible, MIP 2010 | 9.265 |
| Servicios | Gasto en combustible, MIP 2010 | 128.892 |
| Administración pública | BNE | 58.388 |
| Educación pública | Gasto en combustible, MIP 2010 | 19.561 |
| Educación privada | Gasto en combustible, MIP 2010 | 18.257 |
| Salud pública | Gasto en combustible, MIP 2010 | 34.146 |
| Salud privada | Gasto en combustible, MIP 2010 | 36.381 |
| Otros servicios | Gasto en combustible, MIP 2010 | 60.229 |

Fuente: Elaboración propia.



Debido a falta de información, las emisiones de los sectores Acuicultura, Agua, Combustible, Construcción, Educación pública, Educación privada, Salud pública, Salud privada, Servicios, Servicios financieros, Telecomunicaciones y Otros servicios se estimaron a partir del uso de combustible dado por el consumo intermedio de la MIP para cada uno de estos sectores.

En el cuadro 1 se reportan los sectores económicos con su respectiva estimación de emisiones de CO₂. De acuerdo con estos datos, el sector Eléctrico aporta un 42% de las emisiones totales.

Según el procedimiento descrito, las emisiones de CO₂ para el año 2010 en Chile alcanzaban 72.052.881 toneladas, valor muy similar al reportado por las estadísticas del Banco Mundial, de 72.258.200 toneladas (valor no desagregado a nivel sectorial).

III. RESULTADOS

1. Análisis de impacto ambiental por encadenamiento productivo

Al dividir las emisiones totales de CO₂ sectoriales por el respectivo valor de la producción sectorial se puede obtener la intensidad de las emisiones directas por peso producido en cada sector económico. Luego, utilizando la matriz inversa de Leontief es posible obtener las emisiones directas e indirectas de ese sector, asumiendo que se incrementa su demanda final en una unidad monetaria. Sin embargo, por el bajo valor de estos indicadores, para efectos de presentación y análisis se optó por considerar el escenario donde la demanda final de los sectores experimenta un aumento de mil millones de pesos (ver cuadro 2).

Los sectores que producirían el mayor impacto directo en las emisiones de CO₂ en el año 2010 sobre el medio ambiente son Eléctrico, Petróleo y gas, Transporte de pasajeros, Transporte y Resto de la minería (este resultado se genera porque son los sectores que poseen mayor intensidad de CO₂ relativa al valor de su producción). En tanto, aquellos sectores con mayor impacto indirecto son Eléctrico, Agua, Minería no metálica, Celulosa y maderas. Este resultado se genera no solo porque son sectores que emiten más CO₂ relativo al valor de su producción, sino también porque, de acuerdo a sus funciones de producción tipo Leontief, requieren mayor utilización de insumos que provienen de los sectores más contaminantes, o bien a su vez, los insumos que requieren poseen funciones de producción que también utilizan insumos contaminantes). Finalmente, los sectores con mayor impacto total para las emisiones de CO₂ son Eléctrico, Transporte de pasajeros, Petróleo y gas, Agua y Resto de la minería. Una implicancia de estos resultados para la política ambiental es que la priorización de los sectores más contaminantes debe basarse no solo en las emisiones directas, ya que pueden ocultar una fuerte emisión indirecta.

Por ejemplo, si el sector Eléctrico experimenta un aumento en su demanda final de mil millones de pesos, los efectos directos e indirectos generados por el encadenamiento productivo sobre todos los sectores de la economía se traducirían en un aumento de 5.906 toneladas de CO₂ (3.394 toneladas directas y 2.513 toneladas indirectas).

Cuadro 2

Emisiones de CO₂ por sector económico dado un incremento en la demanda de MM \$1.000
(toneladas)

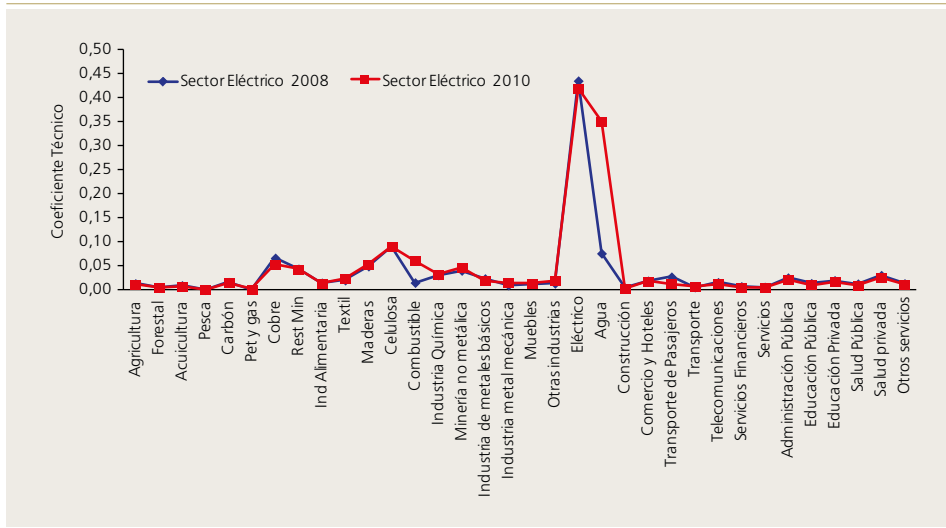
| Sector /Emisiones | Directas | Indirectas | Total |
|------------------------------|------------|------------|------------|
| Agropecuario | 34 | 262 | 296 |
| Silvícola | 24 | 247 | 270 |
| Acuicultura | 9 | 565 | 574 |
| Pesca | 1.159 | 142 | 1302 |
| Carbón | 147 | 267 | 414 |
| Petróleo y gas | 3.204 | 183 | 3387 |
| Cobre | 198 | 426 | 624 |
| Resto de la minería | 1.387 | 394 | 1781 |
| Industria alimentaria | 163 | 424 | 586 |
| Textil y cuero | 48 | 325 | 374 |
| Maderas | 45 | 707 | 752 |
| Celulosa | 190 | 812 | 1003 |
| Combustible | 57 | 529 | 587 |
| Industria química | 84 | 427 | 511 |
| Minería no metálica | 713 | 863 | 1576 |
| Industria de metales básicos | 295 | 544 | 838 |
| Industria metal mecánica | 40 | 219 | 259 |
| Muebles | 22 | 354 | 376 |
| Otras industrias | 72 | 421 | 493 |
| Eléctrico | 3.394 | 2513 | 5906 |
| Agua | 13 | 2332 | 2346 |
| Construcción | 59 | 265 | 324 |
| Comercio y hoteles | 75 | 351 | 426 |
| Transporte de pasajeros | 3.164 | 295 | 3459 |
| Transporte | 1.389 | 262 | 1651 |
| Telecomunicaciones | 0 | 169 | 169 |
| Servicios financieros | 1 | 89 | 90 |
| Servicios | 4 | 90 | 94 |
| Administración pública | 8 | 202 | 211 |
| Educación pública | 5 | 126 | 131 |
| Educación privada | 7 | 179 | 187 |
| Salud pública | 12 | 154 | 166 |
| Salud privada | 11 | 268 | 279 |
| Otros servicios | 15 | 161 | 176 |
| Promedio sectorial | 472 | 458 | 930 |

Fuente: Elaboración propia.

Estos resultados no deberían ser muy sensibles al año base escogido, ya que se asocian a la tecnología de producción de cada sector económico, la cual no sufre grandes transformaciones de un año a otro. Esto fue validado al comparar los coeficientes técnicos obtenidos a partir de la MIP 2010 y la MIP 2008, periodo en el cual hubo un fuerte cambio en los precios relativos de los hidrocarburos (ver gráfico 1).

Gráfico 1

Coeficientes técnicos de funciones de producción Leontief del sector eléctrico año 2008 y 2010



Fuente: Elaboración propia.

2. Simulación de tasas de impuesto al CO₂

Se simularon cinco valores de impuesto para las emisiones de CO₂: 1 USD/ton (cercano al más bajo impuesto aplicado en el mundo), 5 USD/ton (valor del impuesto que se aplicará en Chile en 2017), 10 USD/ton (nivel medio-bajo de los impuestos aplicados en el mundo), 30 USD/ton (nivel medio-alto de los impuestos aplicados en el mundo) y 130 USD/ton (el impuesto al CO₂ más alto aplicado en el mundo). Con estos valores, posteriormente se estima la tasa de impuesto ambiental asociada a la intensidad de las emisiones de CO₂ del sector eléctrico, las que corresponden a 0,35%, 1,75%, 3,50%, 10,50% y 45,49%, respectivamente.

Estas tasas tan altas obtenidas para el sector Eléctrico se explican porque el año 2010 aproximadamente el 72% de la matriz energética primaria de Chile dependía de petróleo crudo, carbón y gas natural. Además, en el año 2010 el 62% de los proyectos en construcción eran térmicos y 94% de la capacidad térmica en construcción era a carbón. Cabe recordar que la tasa de impuesto ambiental asociada a la intensidad de emisiones se refiere al porcentaje del precio del producto que tiene que pagar efectivamente un sector por el impuesto ambiental. Y se obtiene de la multiplicación entre el precio del impuesto (por ejemplo 5 USD/ton) y las emisiones totales por unidad de producción.

Cuadro 3**Variación en los precios de producción debida al pago de impuesto a las emisiones de CO₂ del sector Eléctrico**

(porcentaje)

| Sector | 1 USD | 5 USD | 10 USD | 30 USD | 130 USD |
|------------------------------|-------|-------|--------|--------|---------|
| Agropecuario | 0,011 | 0,057 | 0,115 | 0,365 | 2,245 |
| Silvícola | 0,006 | 0,031 | 0,063 | 0,202 | 1,240 |
| Acuicultura | 0,013 | 0,065 | 0,132 | 0,418 | 2,570 |
| Pesca | 0,006 | 0,029 | 0,059 | 0,187 | 1,152 |
| Carbón | 0,000 | 0,002 | 0,004 | 0,012 | 0,075 |
| Petróleo y gas | 0,000 | 0,001 | 0,002 | 0,005 | 0,033 |
| Cobre | 0,026 | 0,132 | 0,268 | 0,853 | 5,247 |
| Resto de la minería | 0,022 | 0,111 | 0,226 | 0,717 | 4,412 |
| Industria alimentaria | 0,013 | 0,068 | 0,137 | 0,435 | 2,676 |
| Textil y cuero | 0,013 | 0,066 | 0,135 | 0,428 | 2,630 |
| Maderas | 0,027 | 0,136 | 0,275 | 0,875 | 5,380 |
| Celulosa | 0,040 | 0,204 | 0,414 | 1,314 | 8,083 |
| Combustible | 0,014 | 0,069 | 0,140 | 0,446 | 2,743 |
| Industria química | 0,014 | 0,069 | 0,139 | 0,443 | 2,725 |
| Minería no metálica | 0,024 | 0,123 | 0,250 | 0,796 | 4,893 |
| Industria de metales básicos | 0,012 | 0,061 | 0,125 | 0,396 | 2,435 |
| Industria metal mecánica | 0,007 | 0,036 | 0,073 | 0,231 | 1,422 |
| Muebles | 0,013 | 0,065 | 0,132 | 0,419 | 2,577 |
| Otras industrias | 0,015 | 0,078 | 0,158 | 0,502 | 3,089 |
| Eléctrico | 0,623 | 3,150 | 6,387 | 20,293 | 124,819 |
| Agua | 0,067 | 0,338 | 0,685 | 2,176 | 13,386 |
| Construcción | 0,008 | 0,038 | 0,077 | 0,245 | 1,506 |
| Comercio y hoteles | 0,012 | 0,060 | 0,122 | 0,388 | 2,387 |
| Transporte de pasajeros | 0,009 | 0,047 | 0,096 | 0,305 | 1,876 |
| Transporte | 0,007 | 0,034 | 0,069 | 0,218 | 1,342 |
| Telecomunicaciones | 0,009 | 0,047 | 0,094 | 0,300 | 1,845 |
| Servicios financieros | 0,004 | 0,020 | 0,040 | 0,126 | 0,777 |
| Servicios | 0,004 | 0,021 | 0,043 | 0,137 | 0,841 |
| Administración pública | 0,012 | 0,062 | 0,126 | 0,399 | 2,456 |
| Educación pública | 0,007 | 0,035 | 0,070 | 0,223 | 1,372 |
| Educación privada | 0,010 | 0,049 | 0,099 | 0,315 | 1,937 |
| Salud pública | 0,007 | 0,037 | 0,075 | 0,240 | 1,474 |
| Salud privada | 0,017 | 0,085 | 0,171 | 0,545 | 3,350 |
| Otros servicios | 0,008 | 0,039 | 0,079 | 0,250 | 1,539 |

Fuente: Elaboración propia.



3. Incremento de los precios sectoriales

El detalle de la variación de los precios de todos los sectores debida a un impuesto de 1, 5, 10, 30 y 130 USD/ton de CO₂ en el sector Eléctrico se muestra en el cuadro 3. Para interpretar los resultados se puede tomar el caso de un impuesto de 5 USD, el cual provoca un aumento generalizado en los precios de todos los sectores de la economía. El incremento más alto en los precios se da en el mismo sector Eléctrico (3,15%), seguido del sector Agua (0,34%), Celulosa (0,20%), Maderas (0,14%) y Cobre (0,13%). La variación de los precios para estos sectores se explica por los altos requerimientos de insumos que estos sectores realizan al sector Eléctrico. Para explicar económicamente estos resultados, podemos mencionar que los sectores Eléctrico, Agua, Celulosa, Maderas y Cobre destinan respectivamente el 84,3%, 51,6%, 16,5%, 6,9% y 17,3% de su consumo intermedio a pago de insumos del sector Eléctrico, así cualquier incremento en el precio de la electricidad se traspasa directamente a estos sectores. Adicionalmente, los sectores Maderas, Eléctrico y Celulosa se caracterizan por tener un encadenamiento productivo hacia atrás superior al promedio sectorial de la economía chilena, por lo cual son fuertes demandantes de insumos de otros sectores, lo que estimula el consumo eléctrico de forma indirecta.

4. Efectos en indicadores económicos y ambientales

A partir de los resultados previos, es posible estimar los efectos de la introducción del impuesto ambiental sobre otros indicadores, tales como el índice de precios al consumidor, el gasto privado en consumo, los ingresos tributarios totales y la reducción de las emisiones. Específicamente, para estimar el cambio en el IPC se pondera la participación sectorial en el consumo privado (obtenido de Cuentas Nacionales) por los precios sectoriales antes y después de aplicar el impuesto al CO₂; el cambio en el gasto privado se obtiene de multiplicar el consumo privado sectorial por el cambio en los precios antes y después del impuesto; la recaudación tributaria se obtiene de simular la nueva producción sectorial una vez que se aplica el impuesto multiplicada por la intensidad de emisiones de CO₂ y por el impuesto en USD/ton. Finalmente, la reducción de emisiones se obtiene de multiplicar el cambio en la producción antes y después del impuesto por la intensidad de emisiones.

Por ejemplo, un impuesto ambiental de 5 USD/ton de CO₂ en el sector Eléctrico provoca un aumento en el IPC de 0,13%. También provoca un aumento en el gasto de consumo \$80.915 millones, afectando negativamente a los hogares. No obstante, genera una recaudación fiscal de \$155.882 millones, lo que equivale a un 0,14% del PIB para el año 2010.

El cuadro 4 muestra resultados relevantes desde el punto de vista de las políticas ambientales. Por ejemplo, se observa que, bajo un impuesto de 5 USD/ton de CO₂ sobre el sector eléctrico, tal como el incorporado en la reciente reforma tributaria chilena de 2014, la reducción de emisiones sería de solo 1,32%, muy por debajo de la meta a la cual se ha comprometido Chile de reducir en un 30% las emisiones de CO₂ al año 2030. Por lo cual se concluye que, sin medidas de eficiencia energética, solo

se lograría alcanzar la meta de reducción bajo la aplicación de impuestos cercanos a 130 USD/ton, cuyo valor es el más alto aplicado en el mundo (específicamente, en Suecia). Sin embargo, una tasa de impuesto tan alta generaría un fuerte aumento en el precio de la electricidad (124,8%) y el IPC (4,96%).

Al comparar los resultados con otros estudios similares, se observan algunas diferencias en los sectores más afectados por el impuesto, debido a la diferente estructura económica entre países. Por ejemplo, Llop y Pié (2008), al simular un impuesto de 10% sobre el sector eléctrico, obtienen un incremento de 4,7% en el sector Energía eléctrica, gas y agua, 3,8% en el sector Productos de energía, Minerales, Coque, petróleo y combustibles, 1,8% en el sector de Otros productos minerales no metálicos y 0,92% en el sector Transporte y telecomunicaciones, y además, un incremento de 0,5% en el IPC. Gemechu et al. (2014), al simular un impuesto ambiental de 6,1% sobre el sector Producción y distribución de electricidad, obtienen un incremento de los precios de este sector de 7,6%. Otros sectores afectados son Transporte por ferrocarril, Fabricación de cemento, Otras industrias extractivas y Elaboración de otros minerales no metálicos, y además, bajo este escenario el IPC se elevaría en 0,2%.

Cabe destacar que los resultados obtenidos con la metodología insumo-producto se basan en el supuesto de coeficientes técnicos fijos, lo que implica la imposibilidad de sustitución hacia insumos energéticos menos contaminantes. Por ello, los impactos estimados de un impuesto al CO₂ con el modelo de precios de Leontief no deberían ser interpretados como el efecto de largo plazo sobre la economía chilena, ya que para evaluar este horizonte temporal se requeriría utilizar un modelo CGE con precios endógenos y sustitución de insumos energéticos. En este caso, para los impuestos más altos muy probablemente se observaría un incremento en los precios relativos de actividades intensivas en el uso energético, una sustitución del carbón por otros combustibles fósiles menos contaminantes y un incremento en el uso de energía de fuentes renovables. No obstante, este tipo de modelos también tienen limitaciones ya que los impactos estimados tienden a ser sensibles a las elasticidades de sustitución, con las cuales se calibra la función de producción del sector Energía.

Cuadro 4

Variables económicas y ambientales de un impuesto a emisiones de CO₂ en el sector Eléctrico

| Indicador/ Impuesto (USD) | 1 | 5 | 10 | 30 | 130 |
|--|--------|---------|---------|---------|-----------|
| Variación del IPC (%) | 0,02 | 0,13 | 0,25 | 0,81 | 4,96 |
| Incremento en el gasto (W) (millones de \$) | 16.007 | 80.915 | 164.087 | 521.352 | 3.206.720 |
| Recaudación total (R) (millones de \$) | 31.176 | 155.882 | 311.763 | 935.290 | 4.052.924 |
| Variación emisiones de CO ₂ (%) | -0,27 | -1,32 | -2,59 | -7,30 | -24,65 |

Fuente: Elaboración propia.



IV. CONCLUSIONES

En este trabajo se evalúan diversas tasas de impuesto al sector eléctrico por tonelada emitida de CO₂. El objetivo es determinar si este instrumento económico permitiría cumplir los compromisos internacionales a los cuales se ha comprometido Chile en cuanto a la reducción de sus emisiones de gases de efecto invernadero.

Los resultados sugieren que un impuesto ambiental no podría garantizar la ausencia de trade-off entre objetivos ambientales y económicos. Por ejemplo, un impuesto de 5 USD/ton sobre el sector Eléctrico, como el que ha sido recientemente incorporado en la reforma tributaria de 2014, generaría una disminución en las emisiones de CO₂ de 1,32%, pero incrementaría el gasto en \$80.946 millones, por el efecto del impuesto ambiental sobre los precios, elevando el gasto en consumo. Mientras, si se opta por una política ambiental agresiva, se requiere que el monto del impuesto esté en el rango de los impuestos más altos aplicados en el mundo. Bajo un impuesto de 130 USD/ton en el sector Eléctrico, las emisiones de CO₂ en Chile se reducirían en 24,65%, elevando los precios de la electricidad en 124,8%, y el IPC en 4,96%.

Es importante destacar que los resultados presentados en esta investigación deben ser considerados en un horizonte de corto plazo de acuerdo con las limitaciones del modelo, ya que este no considera la dinámica temporal, funciones de comportamiento de los agentes económicos, mecanismos de interacciones de mercado vía precios, ni opción de sustitución de diferentes insumos energéticos que son características atractivas de los modelos CGE. Sin embargo, sorprendentemente los resultados de este modelo intersectorial concuerdan con estimaciones realizadas por Vera y Sauma (2015), quienes utilizan un sofisticado modelo de optimización dinámico llamado OSE2000⁸ que simula el Sistema Interconectado Central. Este estudio determina que un impuesto de 5 USD/ton elevaría el costo marginal de la electricidad en 3,4% y reduciría las emisiones en 1%⁹. Una conclusión similar sobre el escaso efecto sobre la reducción de emisiones obtienen Mardones y Flores (2017), quienes determinan que un impuesto de 5 USD/ton sobre las fuentes industriales con potencia térmica mayor de 50 MW no reducía sus emisiones y, además, que si el impuesto se amplía a cualquier fuente industrial independientemente de su potencia, la reducción llegaría solo al 3,3% de las emisiones.

⁸ OSE2000 es el modelo oficial usado por la Comisión Nacional de Energía para optimizar la operación del Sistema Interconectado Central y el Sistema Interconectado del Norte Grande.

⁹ Lo cual refleja la utilidad del método propuesto en este estudio, y, además, por su simplicidad permite fácilmente replicar los resultados.

REFERENCIAS

- Allan, G., P. Lecca, P. McGregor y K. Swales (2014). “The Economic and Environmental Impact of a Carbon Tax for Scotland: A Computable General Equilibrium Analysis”. *Ecological Economics* 100: 40–50.
- Banco Mundial (2015). *State and Trends of Carbon Pricing 2015*. Washington, DC: Banco Mundial.
- Cornwell, A. y J. Creedy (1996). “Carbon Taxation, Prices and Inequality in Australia”. *Fiscal Studies* 3: 39–61.
- Cruz, L. y E. Barata (2008). “Economic Responsibility for CO₂ Emissions. Input-Output and Environment”. Presentado en “International Input-Output Meeting on Managing the Environment”. Sevilla, España, 9 al 11 de julio.
- Espinoza, C. y J. Fornero (2014). “Welfare Analysis of an Optimal Carbon Tax in Chile”. *Revista de Análisis Económico* 29(2): 75-111.
- Galetovic, A. y C. Muñoz (2013). “Wind, Coal, and the Cost of Environmental Externalities”. *Energy Policy* 62: 1385–91.
- Gallardo, A. y C. Mardones (2013). “Environmentally Extended Social Accounting Matrix for Chile”. *Environment, Development and Sustainability* 15: 1099–127.
- Gemechu, E., I. Butnar, M. Llop y F. Castells (2014). “Economic and Environmental Effects of the CO₂ Taxation: An Input-Output Analysis for Spain”. *Journal of Environmental Planning and Management* 57(5): 751–68.
- Golosov, M., J. Hassler, P. Krusell y A. Tsyvinski (2014). “Optimal Taxes on Fossil Fuel in General Equilibrium”. *Econometrica* 82(1): 41–88.
- Guerra, A. y F. Sancho (2010). “Measuring Energy Linkages with the Hypothetical Extraction Method: An Application to Spain”. *Energy Economics* 32: 831-7.
- Labandeira, X. y J.M. Labeaga (1999). “Combining Input–Output Analysis and Microsimulation to Assess the Effects of Carbon Taxation on Spanish Households”. *Fiscal Studies* 20: 305–20.
- Labandeira, X. y J.M. Labeaga (2002). “Estimation and Control of Spanish Energy-Related CO₂ Emissions: An Input–Output Approach”. *Energy Policy* 30(7): 597–611.
- Limmeechokchai, B. y P. Suksuntornsiri (2007). “Embedded Energy and Total Greenhouse Gas Emissions in Final Consumptions within Thailand”. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 11: 259-81.



Liu, Y. y Y. Lu (2015). “The Economic Impact of Different Carbon Tax Revenue Recycling Schemes in China: A Model-Based Scenario Analysis”. *Applied Energy* 141: 96–105.

Llop, M. y L. Pié (2008). “Input-Output Analysis of Alternative Policies Implemented on the Energy Activities: An Application for Catalonia”. *Energy Policy* 36: 1642–48.

Llop, M. y R. Tol (2013). “Decomposition of Sectoral Greenhouse Gas Emissions: A Subsystem Input-Output Model for the Republic of Ireland”. *Journal of Environmental Planning and Management* 56(9): 1316–31.

Mardones, C. y B. Flores (2017). “Evaluation of a CO₂ Tax in Chile: Emissions Reduction or Design Problems? *Latin American Research Review* (forthcoming).

Muñoz, T. y C. Mardones (2016). “Simulation of a CO₂eq Tax to Mitigate Impacts from Chilean Agricultural and Livestock Sectors on Climate Change”. *Agrociencia* 50(3): 271–85.

Nganou, J. (2004). “Estimating the Key Parameters of the Lesotho CGE Model”. Conferencia internacional “Input-Output and General Equilibrium: Data, Modeling, and Policy Analysis”. Brussels, Bélgica, septiembre.

Nordhaus, W. (1991). “To Slow or Not to Slow: The Economics of the Greenhouse Effect”. *The Economic Journal* 101: 920–37.

Nordhaus, W. y J. Boyer (1999). “Requiem for Kyoto: An Assessment of the Economics of the Kyoto Protocol”. *The Energy Journal* (número especial): 93–130.

Nordhaus, W. (2007). *The Challenge of Global Warming: Economic Models and Environmental Policy*, vol. 4. Yale University.

Schuschny, A. (2005). “Tópicos sobre el Modelo de Insumo-Producto: Teoría y Aplicaciones. Serie Estudios estadísticos y prospectivos N°37, CEPAL.

Symons, E., J.L.R. Proops y P. Gay (1994). “Carbon Taxes, Consumer Demand and Carbon Dioxide Emissions: A Simulation Analysis for the UK”. *Fiscal Studies* 2: 19–43.

Solaymani, S., R. Karadooni, S.B. Yusoff y F. Kari (2015). “The Impacts of Climate Change Policies on the Transportation Sector”. *Energy* 81: 719–28.

Vera, S. y E. Sauma (2015). “Does a Carbon Tax Make Sense in Countries with Still a High Potential for Energy Efficiency? Comparison between the Reducing-Emissions Effects of Carbon Tax and Energy Efficiency Measures in the Chilean Case”. *Energy* 88: 478–88.

Tol, R. (2011). “The Social Cost of Carbon”. *Annual Review of Resource Economics* 3: 419–43.

APÉNDICE

Las matrices de insumo-producto (MIP) se definen como un conjunto integrado de matrices que presentan el equilibrio entre la oferta y utilización de bienes y servicios de una economía.

Cuadro A.1

Matriz insumo-producto

| | Prod. 1 | ... | Prod. j | ... | Prod. n | Cons. | Inv. | Gasto Gov. | Δ Exist. | Expo. | VBP |
|-------------------|--------------|-----|--------------|-----|--------------|---------|---------|------------|-----------------|---------|----------------------|
| Prod.1 | X_{11} | ... | X_{1j} | ... | X_{1n} | C_1 | I_1 | G_1 | Z_1 | E_1 | X_1 |
| ⋮ | ⋮ | ... | ⋮ | ... | ⋮ | ⋮ | ⋮ | ⋮ | ⋮ | ⋮ | ⋮ |
| Prod.i | X_{i1} | ... | X_{ij} | ... | X_{in} | C_i | I_i | G_i | Z_i | E_i | X_i |
| ⋮ | ⋮ | ... | ⋮ | ... | ⋮ | ⋮ | ⋮ | ⋮ | ⋮ | ⋮ | ⋮ |
| Prod.n | X_{n1} | ... | X_{nj} | ... | X_{nn} | C_n | I_n | G_n | Z_n | E_n | X_n |
| Prod.1 | M_{11} | ... | M_{1j} | ... | M_{1n} | C_1^M | I_1^M | G_1^M | Z_1^M | E_1^M | M_1^{Total} |
| ⋮ | ⋮ | ... | ⋮ | ... | ⋮ | ⋮ | ⋮ | ⋮ | ⋮ | ⋮ | ⋮ |
| Prod.i | M_{i1} | ... | M_{ij} | ... | M_{in} | C_i^M | I_i^M | G_i^M | Z_i^M | E_i^M | M_i^{Total} |
| ⋮ | ⋮ | ... | ⋮ | ... | ⋮ | ⋮ | ⋮ | ⋮ | ⋮ | ⋮ | ⋮ |
| Prod.n | M_{n1} | ... | M_{nj} | ... | M_{nn} | C_n^M | I_n^M | G_n^M | Z_n^M | E_n^M | M_n^{Total} |
| Salarios | S_1 | ... | S_j | ... | S_n | | | | | | ΣS_i |
| Beneficios | B_1 | ... | B_j | ... | B_n | | | | | | ΣB_i |
| Amortizac. | A_1 | ... | A_j | ... | A_n | | | | | | ΣA_i |
| Impptos.-Subvenc. | $T_1 - Sb_1$ | ... | $T_j - Sb_j$ | ... | $T_n - Sb_n$ | | | | | | $\Sigma(T_i - Sb_i)$ |
| VBP (insumos) | X_1 | ... | X_j | ... | X_n | | | | | | |

Fuente: Schuschny (2005).

donde:

X_j es el valor de la producción del sector j -ésimo;

X_{ij} es el valor de la producción que el sector j -ésimo compra al sector i -ésimo;

M_{ij} es el valor de las importaciones de insumos intermedios del sector i -ésimo, que compra el sector j -ésimo;

S_j son los costos en salarios, remuneraciones y seguridad social pagados por el sector j -ésimo;

B_j son los beneficios y excedentes de explotación del sector j -ésimo;

A_j son las amortizaciones y el consumo de capital fijo del sector j -ésimo;

T_j son los impuestos pagados por el sector j -ésimo;

Sb_j las subvenciones y subsidios especiales recibidos por el sector j -ésimo.

C_i es el valor de la producción nacional del sector i -ésimo vendida para consumo final;

I_i es el valor de la producción nacional del sector i -ésimo vendida para inversión;

G_i es el valor de la producción nacional del sector i -ésimo vendida al sector público;

Z_i es el valor de la producción nacional del sector i -ésimo destinado a inventarios;

E_i es el valor de la producción nacional del sector i -ésimo exportada;

C_i^M es el valor de la producción importada del sector i -ésimo vendida para consumo final;

I_i^M es el valor de la producción importada del sector i -ésimo vendida para inversión;

G_i^M es el valor de la producción importada del sector i -ésimo vendida al sector público;

Z_i^M es el valor de la producción importada del sector i -ésimo destinado a inventarios;

E_i^M es el valor de la producción importada del sector i -ésimo que posteriormente se exporta.

Para generar el modelo insumo-producto de Leontief es necesario definir α_{ij} —denominado coeficiente técnico—, el cual registra la necesidad de insumo de cada sector para producir una unidad de producto de dicho sector, entonces el nivel de producción que el sector i -ésimo vende al j -ésimo (X_{ij}) es una proporción constante del nivel de producción del sector j -ésimo (X_j):

$$X_{ij} = \alpha_{ij} \cdot X_j \quad 1 \leq i \leq n, \quad 1 \leq j \leq n \quad (A1)$$

Luego, se supone que los componentes de la demanda final neta de importaciones (y_i) que incluyen consumo, inversión, gasto del gobierno y exportaciones, son las n variables exógenas. Entonces, el modelo insumo-producto de Leontief se puede representar de forma matricial como:

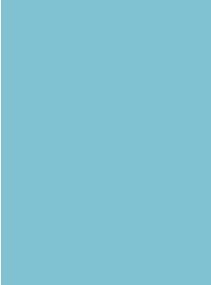
$$x = A \cdot x + y \quad x \in \mathbb{R}^{n \times 1} \quad A \in \mathbb{R}^{n \times n} \quad y \in \mathbb{R}^{n \times 1} \quad (A2)$$

cuyos componentes son:

$$x \equiv \begin{pmatrix} X_1 \\ \vdots \\ X_n \end{pmatrix}; \quad A \equiv \begin{pmatrix} \alpha_{11} & \dots & \alpha_{1n} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ \alpha_{n1} & \dots & \alpha_{nn} \end{pmatrix}; \quad y \equiv \begin{pmatrix} X_1 \\ \vdots \\ X_n \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} C_1 + I_1 + G_1 + Z_1 + E_1 \\ \vdots \\ C_n + I_n + G_n + Z_n + E_n \end{pmatrix} \quad (A3)$$

Finalmente, con algebra matricial se obtiene la expresión del modelo insumo-producto de Leontief:

$$x = (I - A)^{-1} \cdot y \equiv B \cdot y \quad (A4)$$



Cada elemento b_{ij} de la matriz B representa la variación en el valor de la producción del sector i -ésimo como consecuencia de la variación de la demanda final del sector j -ésimo. Estos coeficientes capturan los efectos directos e indirectos, ya que el aumento de la demanda final del sector afectado deberá impactar no solo sobre su propia producción, sino también sobre los demás sectores que lo abastecen de insumos; luego, se generarían rondas adicionales de incremento en la producción sectorial para abastecer la nueva demanda derivada, y así sucesivamente.